

UCh-Fc
B. Ambiental
D 562
C.1



“VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA POR VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS DEL LAGO BUDI (38° 52`S, 73°18`W)”

**Seminario de Título entregado a la Universidad de
Chile en cumplimiento parcial de los requisitos para
optar al Título Biólogo con Mención en Medio
Ambiente.**

Karen Catherine Beth Paredes

Dra. Irma Vila Pinto
Director Seminario de Título

David Veliz
Jefe de Comisión

Alejandra Gonzalez
Comisión



AUTOBIOGRAFÍA.



Mi nombre es Karen Beth Paredes, tengo 33 años. Nací en Viña del Mar y me crié en Villa Alemana, Quinta Región. A los siete años nos trasladamos con mi familia a Antofagasta, donde estudié en el The Antofagasta British School. Mis inquietudes por el medio ambiente despertaron con la televisión y programas tales como El Mundo Submarino de Jacques Cousteau, National Geographic y El Mundo del Profesor Rosa; con revistas como Muy Interesante; gracias a Mi profesora de Biología de básica, y los viajes a la Región de Coquimbo, hoy desaparecido Camping Las Mostazas.

Al terminar mi educación escolar ingresé a la Universidad de Chile a estudiar Biología con mención en Medio Ambiente, participé de RAUCH (Red Ambiental de la Universidad de Chile) y trabajé como monitora en Educación Ambiental, también realicé un Ciclo de Cine Ambiental en la FAU, donde el arte y la belleza de la naturaleza convergían.

Egresé el 2006, para luego retomar mis estudios en el laboratorio de Limnología, donde la Profesora Irma Vila me acogió como alumna. Gracias a ella, he aprendido la importancia de las aguas continentales, y su estudio. A ser perseverante y no rendirse.

AGRADECIMIENTOS.

Agradezco a Yah por todo lo que me da, a mis padres, hermanas, sobrinas y hermano y su familia.

Agradezco a mis amigos, compañeros, colegas y camaradas.

Agradezco a todos los profesores, especialmente a David Veliz por su dadivosidad en conocimiento, tiempo y energía. Y a mi querida profesora Irma Vila por su ayuda, conocimiento, fe y amistad, Shalom.

Y agradezco a Elena por su sonrisa, por devolverme a la vida.

RESUMEN

Los ecosistemas costeros como los lagos o lagunas costeras en Chile son escasos. El Lago Budi es uno de ellos en la zona costera de la Región de la Araucanía, donde los servicios ecosistémicos que brinda, son de mucha relevancia para la comunidad, principalmente Lafkenche. La eutrofización de este lago por causales antropogénicas es de importancia si queremos superar la pobreza de las personas a través del uso de los servicios ecosistémicos. El lago recibe influencia marina, provocando que la salinidad sea mayor a 4 PSU (Basualto et al. 2006) generando una biota fitoplanctónica particular, con características eurihalinas. Para caracterizar el fitoplancton se tomaron muestras superficiales (1,5 m) en 8 puntos, distribuidas homogéneamente en el área del lago.

La estructura comunitaria del fitoplancton se caracteriza por una baja riqueza de especies y especialmente de diatomeas. Siendo un lago costero, se esperaría la biodiversidad fitoplanctónica con predominancia de éstas. Se hipotetiza que las características físico-químicas del lago modulan el ensamble fitoplanctónico. Se encontró que los iones predominantes en el sistema son el sodio y el cloruro. Se realizó análisis estadísticos que mostraran diferencias significativas entre zonas río efluente y lago, y se encontró que el cloruro de sodio es mayor significativamente en el río efluente; al realizar ANOVAS para comparar la abundancia, riqueza y biodiversidad de fitoplancton entre estas dos zonas, no se encontraron diferencias significativas. Sin embargo se encontró que sí hay diferencias significativas en el período anual, en abundancia, biodiversidad y riqueza, siendo invierno más alto en abundancia, bajo en riqueza y en biodiversidad en comparación a las otras estaciones. Se postula que el efecto de alta pluviosidad (precipitación media anual es de 1159 [mm], con un máximo de 1719 [mm] y un mínimo igual a 734 [mm]) podrían influir en la baja riqueza de especies. Se observó un aumento de la cloroficea *Nephroclamys sp.* en el período de invierno, esto último se explicaría por el efecto de dilución de la pluviosidad alta en la zona, que disminuiría la concentración iónica, especialmente de Na y Cl permitiendo el crecimiento de esta especie dulceacuícola. El sistema no está limitado por nutrientes ni sílice que explique la baja biodiversidad del sistema en comparación a sistemas ubicados en la misma latitud que el Lago Budi. No se encontró efecto de herbivoría del zooplancton que explicara la dinámica comunitaria de fitoplancton. Se recomienda abrir la barra de arena que separa al río Budi del mar, para el ingreso de aguas salinas, para evitar el crecimiento de cianofíceas como *Anabaena sp.*, encontrada en invierno. Se cree que la intrusión salina y la estratificación que provoca en la columna de agua, estaría distribuyendo de forma heterogénea la estructura comunitaria fitoplanctónica. Se recomienda hacer un estudio para verificar esta hipótesis.

ABSTRACT

Coastal ecosystems as lakes or coastal lagoons are limited in Chile. The Budi lake is one of them in the zone of Araucanía Region, and which their ecosystemic services are of much importance for the community, principally Lafkenche. The eutrophication of this lake for anthropogenic causes is of importance if we want to surpass the poverty through the use of the ecosystemic services. The lake receives marine influence, causing salinities over to 4 PSU (Basualto et al. 2006) generating a particular phytoplanktonic biota, with euryhaline characteristics.

To characterize the phytoplankton we took superficial samples (1,5 m) at 8 points, homogeneously distributed across the lake. Conjunctly we analyzed nutrients (NT and PT) and anions and cations according to APHA (2001) methodology.

The community structure of the phytoplankton characterizes for low species richness and specially diatoms. Being a coastal lake, we would expect a phytoplanktonic biodiversity with predominance of diatoms. The hypothesis is that the physical and chemical characteristics of the lake modulate the phytoplanktonic community. It was found that the predominant ions in the system were sodium and chloride. The statistical analysis showed significant differences between zones of effluent river and lake, and the sodium chloride was significantly higher in the effluent river; an ANOVAS to compare abundance, richness and biodiversity of phytoplankton between these zones, did not show significant differences. Nevertheless, it is found that there are significant differences in the annual period, in abundance, biodiversity and richness, being winter the higher in abundance, lower in richness and biodiversity than the other periods of time. We postulate that the effect of high pluviosity (annual average precipitation is of 1159 mm, with a maximum of 1719 mm and a minimum equal to 734 mm) may influence in the low richness of species. It is observed an increase of the Chlorophyceae *Nephroclamys sp.* in winter, this could be explained by the effect of dilution of high pluviosity, that will diminish the ionic concentration, specially of Na and Cl, allowing the growing of this freshwater species. The system is not limited by nutrients or silica that explains the low biodiversity of this system when compared to other lakes located in the same latitude of Lake Budi. It was not found effect of herbivory by zooplankton that would explain the communitarian structure of phytoplankton. It is recommended to open the sand barrier that separate the río Budi from the sea, for the entrance of saline waters, to prevent the growing of Cyanophyceae as *Anabaena sp.* found in winter. We suggest that the saline intrusion and the stratification that it provokes in the water column, would be distributing in a heterogeneous manner the communitarian phytoplanktonic structure. We recommend to do a study to verify this hypothesis.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas en su definición más tradicional se pueden considerar como “la unidad básica de los estudios de ecología” (Tansley, 1935), en las cuales se caracterizan especialmente las interacciones entre factores bióticos y abióticos. En la actualidad los seres humanos se incluyen en los ecosistemas al tomar servicios que generan a su vez entropía en ellos. Las sociedades humanas alrededor del mundo se ven enfrentadas a muchos problemas ambientales tanto a escala global como regional. Entre los problemas ambientales se encuentra el cambio climático global (Likens, 1991). El crecimiento acelerado de la población humana conjuntamente con la correspondiente demanda y diferentes usos del agua es la base de la mayoría de los problemas ambientales, siendo uno de éstos la eutrofización de las aguas superficiales (Likens, 1991; Wetzel 2001).

En este sentido, la calidad del agua es de importancia actual en relación con la alta demanda por los diferentes usos del agua y cuyas diferentes actividades implican la incorporación de residuos orgánicos e inorgánicos en ríos y lagos. Una actividad importante es el ingreso de nitratos y fosfatos como resultado de la falta de tratamiento de aguas servidas, restos orgánicos y principalmente actividades agrícolas que incorporan estos compuestos a los sistemas por lixiviación desde terrenos con uso agrícola. El aumento de estos elementos considerados nutrientes para el crecimiento del fitoplancton, implica necesariamente el incremento de la biomasa microalgal conocido como “bloom de fitoplancton” lo cual ha incrementado aun más la trofia de ellos (Allan & Castillo 2007). En otras palabras, el incremento de los productores primarios es clave en el desarrollo de los procesos de eutrofización, aunado a los factores químicos, físicos

y biológicos, los cuales afectan la dinámica final de las comunidades acuáticas (Hutchinson 1957; Horne y Goldman 1994; Wetzel 2001).

Las microalgas que componen el fitoplancton se estructuran como grupos funcionales dependiendo de las características abióticas de los sistemas acuáticos y en especial de la disponibilidad de nutrientes y contenido aniónico y catiónico de ellos por la diversa tolerancia de cada especie a estos componentes (Wetzel, 2001), por ello es de importancia conocer la respuesta del fitoplancton a diversas características de los sistemas acuáticos.

Las desembocaduras fluviales y lagunas costeras del centro de Chile son algunos de los ecosistemas más dinámicos del país (Fariña y Camaño 2012). Los estuarios están influenciados por procesos fluviales y marinos dinámicos, mientras que las lagunas costeras constituyen cuerpos de agua generalmente separados del mar por barreras sedimentarias, pudiendo estar conectados al mar en forma intermitente, y presentando niveles de agua peraltados (sobre el nivel del mar) o al nivel del mar (Cienfuegos et al. 2012).

Estos sistemas se caracterizan por ser áreas costeras donde las aguas continentales se mezclan gradualmente con las aguas oceánicas, determinando la existencia de amplios gradientes de salinidad, temperatura y densidad. Sus variables químicas, físicas y biológicas tienen una dinámica particular determinada en gran medida por cuatro grandes componentes: caudal y escurrimiento de los ríos, entrada de agua marina y efecto de las mareas, litología del lecho y transporte de sedimentos y atmósfera. Su alta productividad se debe al aporte de nutrientes, materia orgánica particulada y sedimentos transportados por los cursos de agua tributarios, lo que los hace presentar un rol importantísimo como sitios de reproducción, desarrollo y

crecimiento de variadas especies de animales y plantas estuarinas, y de especies marinas que remontan hacia el estuario durante su período reproductivo (Stuardo & Valdovinos, 1989).

Uno de estos sistemas costeros es el lago Budi (38° 52' S, 73°18' W). Esta es una laguna costera, con intrusión salina y un solo efluente, el río Budi. Presenta un fuerte impacto ambiental antropogénico producidos por la pesca artesanal, turismo, deforestación de borde y agricultura entre otros (CONAMA 2007). El Gobierno chileno ha considerado como prioritario la aplicación de estudios sistémicos que sugieran evitar o paliar su evidente deterioro ambiental, así como la desaparición de los servicios ecosistémicos utilizados por las comunidades humanas insertas en la cuenca (Delgado et al. 2009). Un servicio es la pesca, cuyas principales especies de peces son el “Huaiquil” (*Micropogonias mami* Moreno) y la “Lisa” (*Mugil cephalus* L) las cuales se han visto en peligro durante los últimos 12 años producto de la sobre-explotación de los recursos (U. Austral 1996).

Otro servicio sistémico es la recreación y el turismo. El lago Budi forma parte de los “Sitios Prioritarios para la Conservación de la Biodiversidad Biológica en Chile” principalmente por sus 132 especies de aves que la visitan y/o habitan (Rodríguez 2005; Sandoval 2009). Alrededor del lago existe un Área de Desarrollo Indígena, ADI Budi, cuyas comunidades tienen ingresos muy bajos. Es por esto que el lago Budi es muy importante por los servicios ecosistémicos que provee a la comunidad, como fuente de ingresos. Su situación ambiental, el manejo del ingreso de agua salina controlado artificialmente por una barrera y otras formas de manejo sustentable (por ejemplo, manejo de piscicultura) es de importancia para las comunidades aledañas.

La salinidad es un importante factor que afecta la comunidad fitoplanctónica de ecosistemas acuáticos costeros. Especies de agua dulce como también las eurihalinas

experimentan severo estrés osmótico a salinidades próximas a cinco partes por millón o mg/L. Este nivel de salinidad implica una barrera letal para la mayoría de fitoplancton estuarino explicando la baja diversidad de organismos al ser comparados con sistemas de agua dulce y marino (Földer et al. 2010).

El lago Budi presenta una alta salinidad, superior a 5 mg/L en algunas estaciones, acorde con la influencia marina debido a la intrusión salina. La salinidad tendría además influencia en la distribución y composición de las comunidades fitoplanctónicas en este lago (Basualto et al. 2006). Se considera que la salinidad acuática incluye la proporción en la concentración de los cuatro cationes mayores, Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ , y los cuatro aniones mayores, HCO_3^- , CO_3^- , SO_4^- y Cl^- , los cuales usualmente constituyen la salinidad iónica del agua para todo propósito práctico (Wetzel, 2001). Basado en lo anterior la pregunta que emerge es si la diversidad y estructuración de la comunidad fitoplanctónica es afectada por dichas variables abióticas. Por ello fue de interés en este trabajo evaluar cuales son los iones y cationes con mayor influencia en el sistema, y cuál es el efecto que esto implica en las comunidades fitoplanctónicas, conjuntamente con la importancia en la eutrofización del sistema.

HIPÓTESIS

H_0 : La estructura comunitaria fitoplanctónica es independiente de las variables físicas y químicas del sistema lacustre, tales como: composición iónica, pH, temperatura y nutrientes.

H_1 : La estructura comunitaria fitoplánctónica se relaciona con cambios de las variables físicas y químicas del sistema lacustre, tales como: composición iónica, pH, temperatura, y nutrientes.

OBJETIVOS

Objetivo General

Establecer la existencia de relación estacional en el lago Budi entre diversidad (riqueza y abundancia) de las especies fitoplanctónicas versus variables físicas y químicas del lago Budi.

Objetivos Específicos

1. Evaluar estacionalmente la composición fitoplanctónica en ocho estaciones del lago Budi.
2. Analizar si existe relación entre especies de zonas de lago y zona río efluente, y entre periodos estacionales.
3. Establecer la existencia de relación funcional entre la diversidad fitoplanctónica versus las variables físicas y químicas del lago.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El lago Budi (38° 52' S, 73° 18' W) se ubica en la Región de la Araucanía, Provincia de Cautín, comuna de Puerto Saavedra. Su ubicación es costera y su desembocadura al mar se encuentra a 5 km hacia el sur de Puerto Saavedra, el principal centro poblado de la zona (Fig. 1). Presenta numerosos afluentes, destacándose los esteros Temò, Comúe, Bolleco y Maitenco ubicados el poniente, Illapén, Malalhué al sur y Millantué, Llifoco y Cuchal hacia el Norte (Rodríguez, 2005). Los que contribuyen con mayores aportes al lago, tanto a nivel de caudal como de nutrientes, son los esteros Temo y Comué (Antimán y Martínez, 2005; Tapia et al. 2006).

Según la clasificación realizada por el Centro de Ecología Aplicada el año 2006, el lago Budi corresponde, al ecotipo humedal costero de clase “intrusión salina” y tipo cubeta. La cuenca hidrográfica comprende 502 km² de superficie y su área es de 56,2 km², su forma es irregular y de contorno accidentado (Jaque 2004). Esta cuenca es de origen tectónico (Beltrán et al. 1978) y está conformada por depósitos arcillosos estratificados. El clima es oceánico con influencia mediterránea (Valdovinos et al. 2004). El lago posee aguas mixohalinas (Stuardo et al. 1989).

La clasificación trófica del lago de acuerdo a los valores límites estimados por la OCDE (Ryding & Rast, 1992), correspondería a un estado mesotrófico, respecto a las variables de fósforo total y la clorofila *a*. Sin embargo, los valores para nitrógeno total y profundidad de Secchi exceden los límites para esta clasificación (mesotrofia), lo que estaría indicando que el lago comienza a adoptar valores característicos de un sistema eutrófico. Los resultados muestran que el lago Budi se encuentra en la actualidad dentro de la categoría identificada como eutrófico (LME y MOP, 2010).

En los últimos años, la conexión se gestiona mediante la acción municipal. Excepcionalmente durante el año 2009, debido a la prolongada estación seca en otoño, se decidió no abrir la conexión durante el mes de mayo. A principios de septiembre, producto de las abundantes lluvias que se registraron en la región, se abrió la conexión al mar con el fin de evitar inundaciones a los asentamientos humanos que rodean el sector (Delgado et al. 2009).

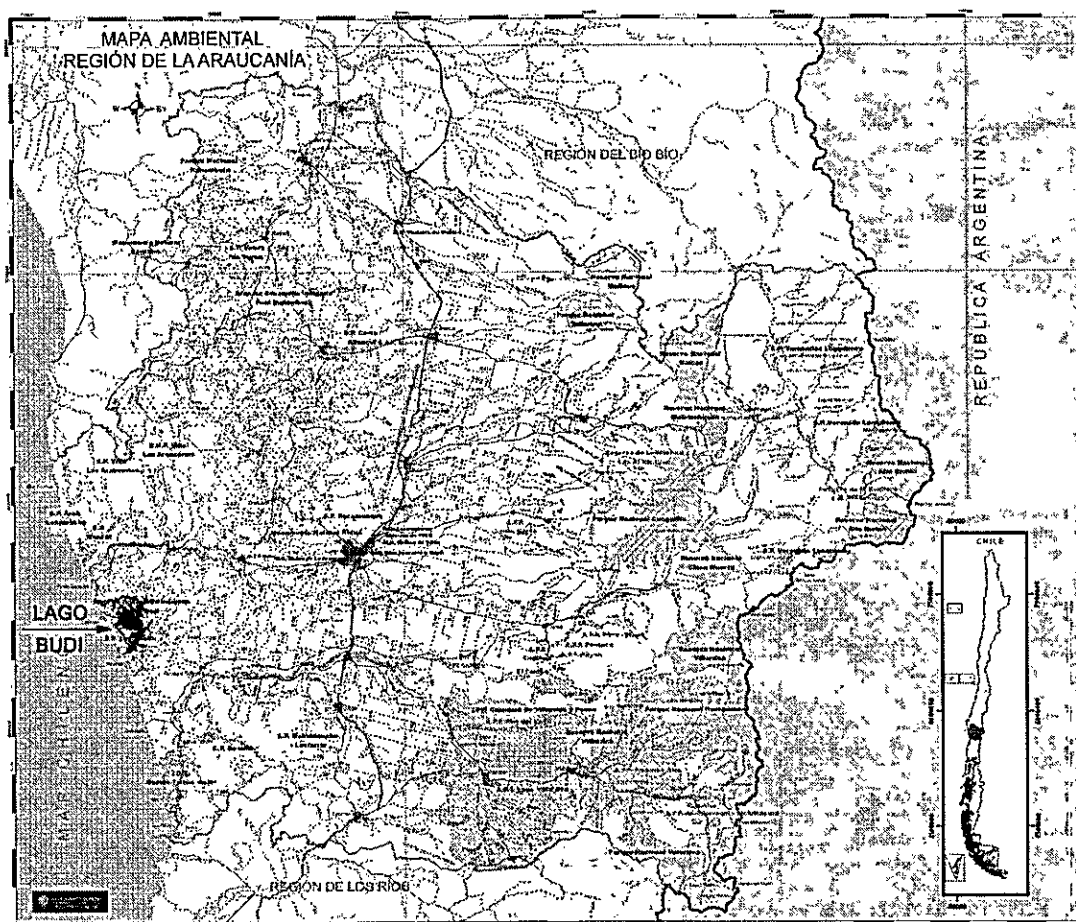


Figura 1: Ubicación geográfica del Lago Budi y su conexión al mar.

Caracterización físico-química y fitoplanctónica del Lago Budi

Para evaluar las características físicas y químicas y su relación con la estructura de la comunidad fitoplanctónica se obtuvo muestras superficiales (1,5 m) en 8 puntos,

distribuidas representativamente en el área del lago. Las tres primeras muestras fueron recolectadas en la zona del río efluente Budi, mientras que las otras 5 fueron tomadas en el lago (Tabla1).

Tabla 1: Estaciones de muestreos, su posición geográfica (Coordenadas UTM, Datum: WGS84, Huso: 18S) y fecha de muestreo. Esta Tabla se complementa con la Figura 1.

Estación de Muestreo	UTM E	UTM N	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
E1	641.217	5.700.714	20-04-09	09-09-09	21-12-09	04-04-10
E2	646.641	5.701.916	20-04-09	09-09-09	21-12-09	04-04-10
E3	649.835	5.700.439	20-04-09	09-09-09	21-12-09	04-04-10
E4	648.887	5.695.272	20-04-09	10-09-09	21-12-09	04-04-10
E5	646.143	5.697.068	20-04-09	10-09-09	22-12-09	05-04-10
E6	649.711	5.692.514	21-04-09	10-09-09	22-12-09	05-04-10
E7	648.630	5.690.567	21-04-09	10-09-09	22-12-09	05-04-10
E8	647.315	5.688.953	21-04-09	10-09-09	22-12-09	05-04-10

Muestreo Fisicoquímico

Se realizó análisis "*in situ*" y análisis de laboratorio.

Análisis "*in situ*". Con una sonda multiparamétrica ISY se midió pH, temperatura, conductividad y oxígeno disuelto.

Análisis de laboratorio. En terreno se obtuvieron muestras de agua de 1 L las cuales fueron transportadas al laboratorio. A partir de estas muestras se cuantificó concentraciones de cloruros, sodio, bicarbonatos, calcio, magnesio, y potasio, N-total y P-total en el laboratorio de Limnología de la Facultad de Ciencias, de la Universidad de Chile. Para la determinación de cloruros, sodio, potasio calcio, magnesio se utilizó el método de Mohr & Volhard (APHA, AWWA, WPCF 1992), para determinar la

concentración de nitrógeno total, el método de Mühlhauser (Mühlhauser et al. 1987), y finalmente se utilizó el método de Zahradnik para la determinación de fósforo total (Zahradnik 1981). Para la determinación de bicarbonatos el método de titulación por ácido. Para la determinación de sílice método Molybdosilicato, los análisis se hicieron siguiendo las recomendaciones propuesta en APHA (1992).

Análisis Biológico.

Colecta del Fitoplancton: Utilizando una botella Van Dorn se colectó el fitoplancton para cada uno de los 8 puntos, a una profundidad constante de 1,5 m. Estas muestras se fijaron con lugol concentrado para evitar la descomposición del fitoplancton. En el laboratorio, cada botella se agitó 100 veces y se almacenó en dos cámaras de decantación de 25 mL por cada estación, como se recomienda en análisis de lagos mesotróficos (Utermöhl 1958). Se dejó decantar durante un mínimo de 25 hrs (1 hr por mL de muestra) y mediante microscopía invertida se procedió a realizar la caracterización y cuantificación por campo del microscopio mediante el método de Utermöhl (Utermöhl 1958). Los organismos se identificaron según las claves del Manual taxonómico de microalgas de aguas continentales de Chile (Parra 1982, 1983).

Colecta del Zooplancton: Para la recolección se utilizó una red de zooplancton de 120µm y se fijaron en formalina (10%). Se realizó un conteo de muestras en cámara Bogorov y lupa esteroscópica y se usó el Manual taxonómico del zooplancton lacustre de Chile de Araya y Zuñiga (1985).

Tratamiento estadístico de la información

Para obtener una primera visión cualitativa de las características fisicoquímicas de cada sitio muestreado se realizó diagramas Maucha (Wetzel 2001) que muestran las proporciones iónicas de las estaciones de muestreo, y de las estaciones temporales.

Para determinar diferencias en las concentraciones de cloruros e ion sodio tanto temporales como espaciales se realizó ANOVA de una vía. Cuando se encontró diferencias significativas en el modelo, se realizaron test a posteriori pareados con la prueba de Tukey, STATISTICA 7.0 (2004). Se realizó ANOVA de dos vías, para determinar si había una diferencia significativa entre zona río efluente, lago y periodos, esto para abundancia, riqueza y diversidad de fitoplancton. Como prueba a posteriori se utilizó Tukey.

Se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (CANOCO) para variables ambientales, zonas y especies. En este análisis, se relacionó los diversos géneros de fitoplancton encontrados con las variables abióticas: conductividad, oxígeno disuelto, calcio, magnesio, pH, temperatura, cloruros, sodio, bicarbonatos y nutrientes. La correspondencia canónica, es una de las técnicas estadísticas más utilizadas en ecología para asociar especies a un determinado sitio de muestreo o a variables ambientales (Cajo & Ter Braakk 1987, 1994; Cajo et al. 1995; Oyanedel et al. 2008).

Se realizaron correlaciones de Pearson con datos de abundancia de fitoplancton, zooplancton, para observar si habrían interacciones de herbivoría.

RESULTADOS

Caracterización Fisicoquímica

La composición iónica de los diferentes sitios analizados dentro del Lago Budi fue representada en Diagramas Maucha, uno por cada estación temporal y en cada punto de muestreo. En general, se observó una dominancia de cloruros y sodio en todas las

estaciones del año y puntos de muestreo (Ver Fig. 2, 3, 4 y 5), este hecho sugiere que el lago podría ser considerado como un sistema clorurado sódico.

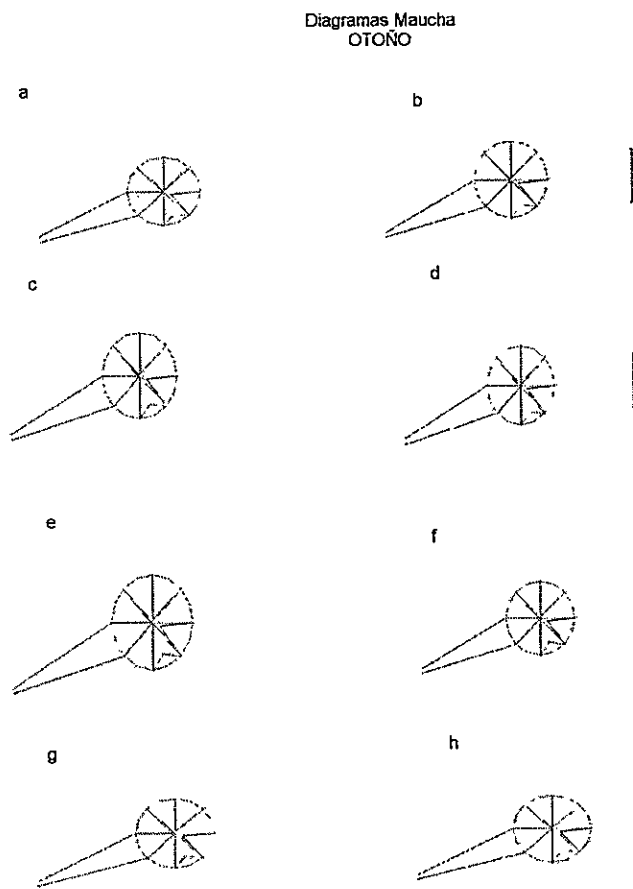


FIGURA 2 Diagrama Maucha para la composición iónica en Otoño para los ocho puntos de muestreo en el Lago Budi. Las letras a-h, muestran cada punto de muestreo.

Diagrama Maucha
INVIERNO

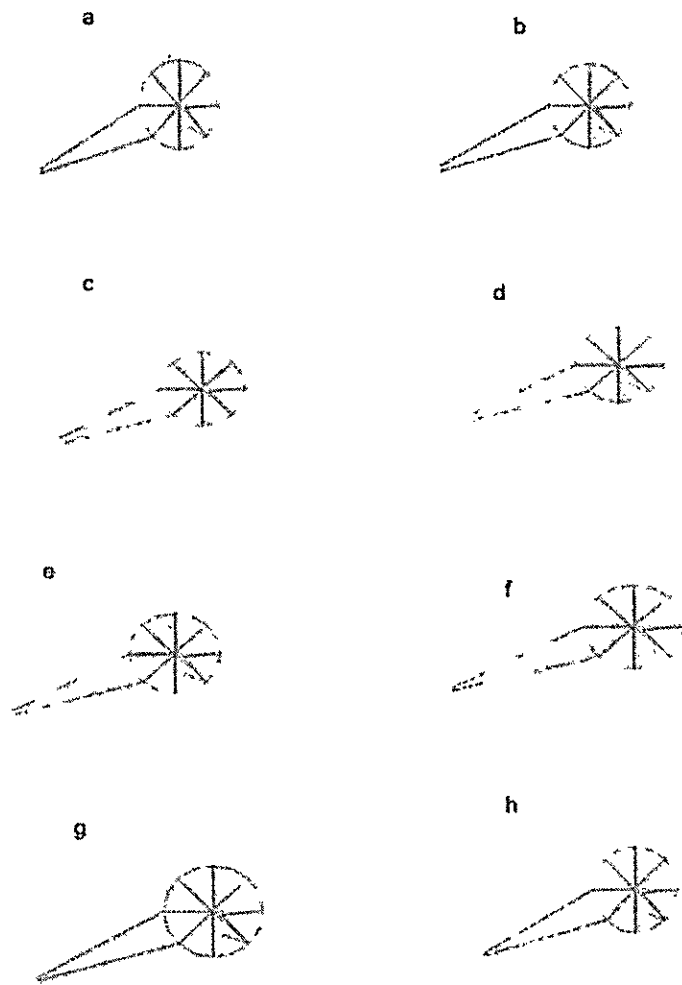


Figura 3 Diagrama Maucha para la composición iónica en Invierno para los ocho puntos de muestreo en el Lago Budi. Las letras a-h, muestran cada punto de muestreo.



Diagrama Maucha
PRIMAVERA

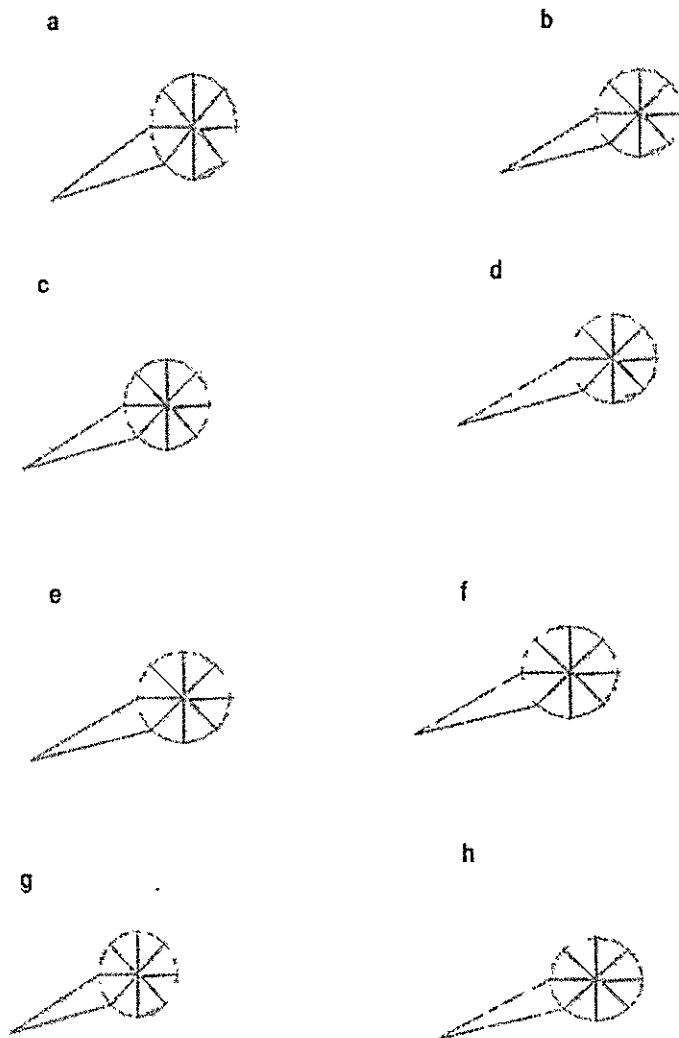


Figura 4 Diagrama Maucha para la composición iónica en Primavera para los ocho puntos de muestreo en el Lago Budi. Las letras a-h, muestran cada punto de muestreo.

Diagramas Maucha
VERANO

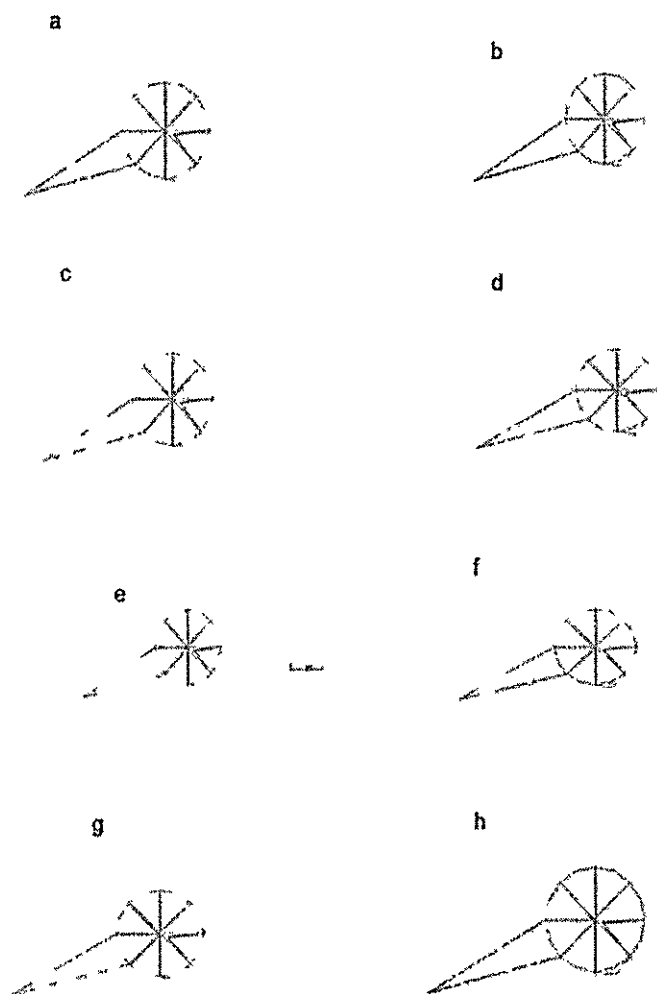


Figura 5. Diagrama Maucha para la composición iónica en Verano para los ocho puntos de muestreo en el Lago Budi. Las letras a-h, muestran cada punto de muestreo.

Sodio. El ANOVA mostró diferencias estadísticas significativas para las concentraciones de sodio en el factor estación del año ($F\text{-stat} = 8298221$, $Df = 3$, $p = 0,001$) entre otoño e invierno ($p = 0,002$, prueba de Tuckey), y primavera-invierno ($p = 0,019$, prueba de Tuckey). La estación de invierno presenta las menores concentraciones de sodio (en mg/L) respecto de las demás estaciones del año (Fig. 6). (Otoño: valor promedio = 1388,95, DS = 122,76; Verano: valor promedio = 1144,45, DS = 169,23;

Primavera: valor promedio = 1291,83, DS = 403,00; Invierno: valor promedio = 931,30, DS = 74,15).

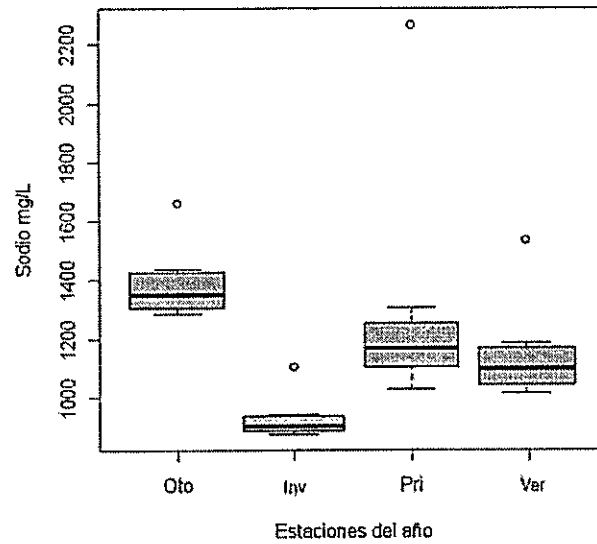


Figura 6. Concentración del ión Sodio (mg/L), en cada estación del año. Diferencias significativas para las concentraciones de Sodio, entre las estaciones del año (Prueba de Tukey, significancia con $p < 0,05$)

El ANOVA para las concentraciones de sodio mostró diferencias estadísticas significativas para las estaciones en relación a zona río efluente o lago ($F\text{-stat} = 9299101$, $Df=1$, $p = 0,003$), indicando que las concentraciones son mayores en la zona río que en el lago (figura 7).

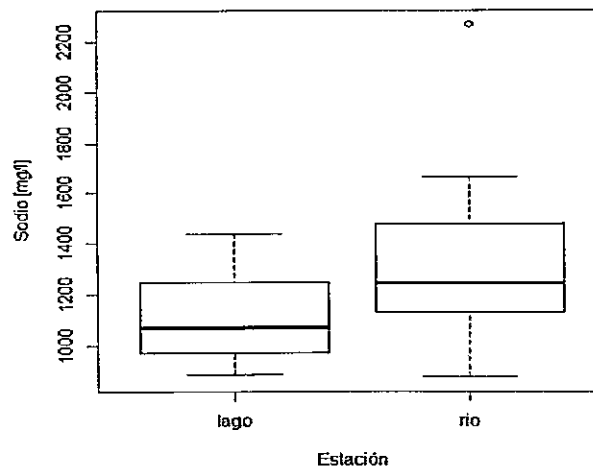


Figura 7. Concentración de Sodio para zona Río Efluente y Lago de todas las estaciones temporales.

Cloruro. El ANOVA mostró diferencias estadísticas significativas ($F\text{-stat} = 210455392$, $Df = 3$, $p = 0,001$) en las concentraciones de cloruro para las estaciones del año. La prueba de Tukey mostró que diferencias significativas para todas las estaciones, excepto entre primavera y verano ($p > 0,05$). Se observó que, de manera similar a las concentraciones de sodio, en invierno existió la menor concentración de cloruro respecto de las otras estaciones del año (Fig. 8). (Otoño: valor promedio = 3318,03, DS = 122,76; Verano: valor promedio = 2124,89, DS = 253,13; Primavera: valor promedio = 2247,89, DS = 641,18; Invierno: valor promedio, 2078,69, DS = 152,40)

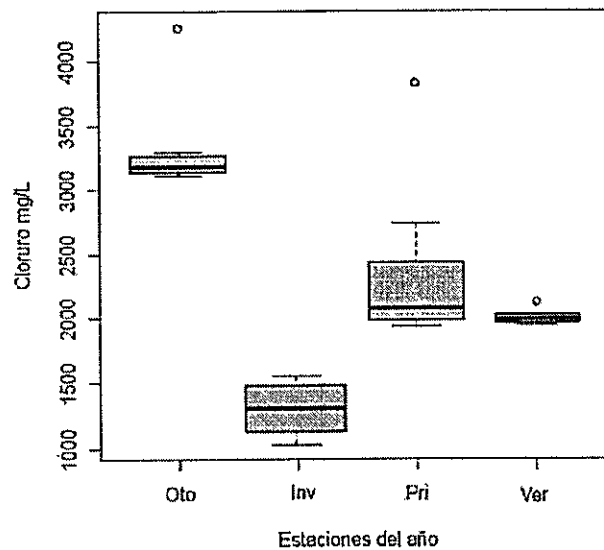


Figura 8. Concentración de Cloruro (mg/L) para cada época del año

Se observó además que el ANOVA que comparó las concentraciones de Cloruro para todas las estaciones entre Río efluente y Lago mostró que la zona Río efluente presentó valores estadísticamente mayores de concentraciones de cloruro (mg/L) al ser comparados con el lago ($F\text{-stat}=104306363$, $Df=1$, $p= 0,003$)

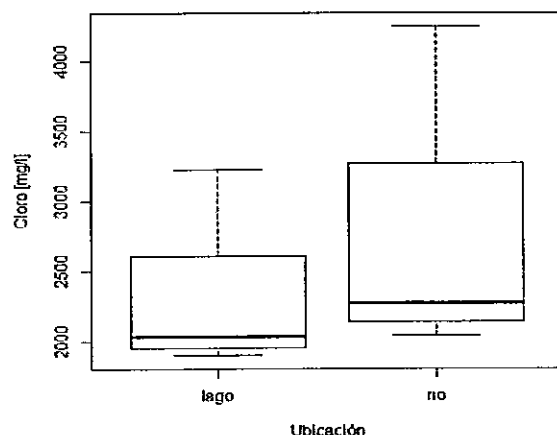


Figura 9. Concentraciones de Cloruro (mg/l) en Río efluente y Lago

Sílice. Los análisis de sílice disuelta para relacionarlos con las Diatomeas presentaron valores promedio de 15 mg/L. Por lo tanto las razones Si/N= 12,1 y Si/P =330.

Nutrientes. El Fósforo Total presentó un promedio en el lago de 0,048 mg/L, y el Nitrógeno Total un promedio de 1,31 mg/L (Tabla 2). Estos valores se consideraron para calcular la Razón de Redfield, la cual fue de NT:PT = 27,6.

Tabla 2 Rangos estacionales de diferentes variables ambientales físicas y químicas.

Variables Ambientales	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
N (mg/L)	1,3 – 1,8	1,04 – 1,56	0,98 – 1,85	1,27 – 1,81
P (mg/L)	0,044 – 0,063	0,042 – 0,054	0,058 – 0,082	0,039 – 0,045
Cl (mg/L)	3109 – 4249	1899 – 2324	1937 – 3824	1974 – 2737
HCO ₃ (mg/L)	45,75 – 62,52	30,50 – 33,55	33,55 – 50,32	42,70 – 67,10
Na (mg/L)	1288 – 1662	885 – 1105	1028 – 2265	1028 – 1537
Ca (mg/L)	82,01 – 112,0	46,28 – 54,42	43,10 – 99,55	53,94 – 92,02
Mg (mg/L)	168,2 – 235,6	86,22 – 95,16	165,2 – 327,2	209,3 – 319,7
Temp (°C)	16,21 – 17,83	11,49 – 12,72	20,47 – 22,59	18,01 – 18,44
pH	7,90 – 8,50	7,34 – 8,37	7,89 – 8,34	8,24 – 8,57
DO conc (mg/L)	8,38 – 9,87	3,65 – 4,92	5,06 – 7,78	7,46 – 10,53
Si *		15,02 – 16,29		

*Muestra de Sílice tomada en el año 2012

Caracterización fitoplanctónica

Fitoplancton. La Fig. 10 muestra los resultados para las abundancias de cada Clase fitoplanctónica analizada en las cuatro estaciones del año. En otoño las Clases Dinophyceae y Cryptophyceae presentaron mayor abundancia en el punto 3 de muestreo, las otras clases mostraron una tendencia a una abundancia constante para todos los puntos de muestreo en esta estación del año. En invierno existió una mayor abundancia para la clase Clorofíceas, y es en este período cuando aparecen las microalgas de la clase Cyanophyceae. En primavera las clases Chlorophyceae y Bacillariophyceae presentan mayor abundancia respecto a las otras clases en todos los puntos de muestreo. En la estación de verano se observó una mayor abundancia de Chlorophyceae, luego de Bacillariophyceae y Dinophyceae. En relación con los resultados en la concentración de iones, se observó que la disminución de iones sodio y cloruro (Figuras 6 y 7) coincidió con un aumento en la abundancia de microalgas de la clase Chlorophyceae y la aparición de microalgas de la clase Cyanophyceae (Figura 10).

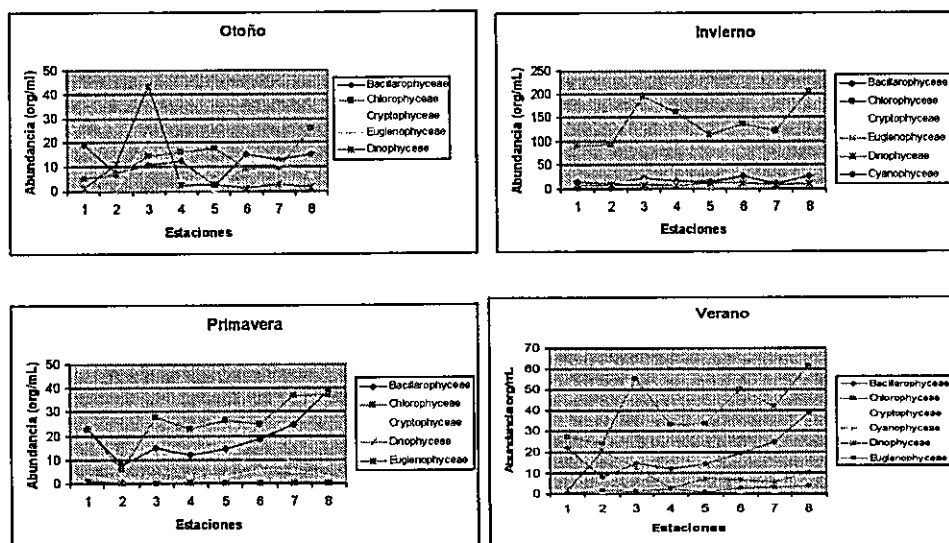


Figura 10. Abundancias del fitoplancton (Ind/mL) en cada estación del año. Cada color indica la Clase de Microalga y el eje X nos muestra cada uno de los puntos de muestra.

Se realizó un ANOVA con permutaciones, para comparar las abundancias de fitoplancton (Ind/mL), se realizó un análisis en el cual se diferenciaron los puntos en la zona río efluente y zona de lago y se realizaron ANOVAs de dos vías para determinar

diferencias significativas o de coincidencia con los resultados de sodio y cloruro anteriormente mencionados y el fitoplancton. Los resultados mostraron que no existió diferencia significativa para la abundancia de fitoplancton entre zona río efluente y zona lago ($p = 0,247$; Tabla 1). La Fig. 11 muestra que en la estación de Invierno existió la mayor abundancia de microalgas (Ind/mL) la cual es significativamente mayor todos los demás períodos ($p = 0,001$). Además, entre las estaciones de Otoño, Primavera y Verano no existió diferencias significativas para las abundancias de microalgas.

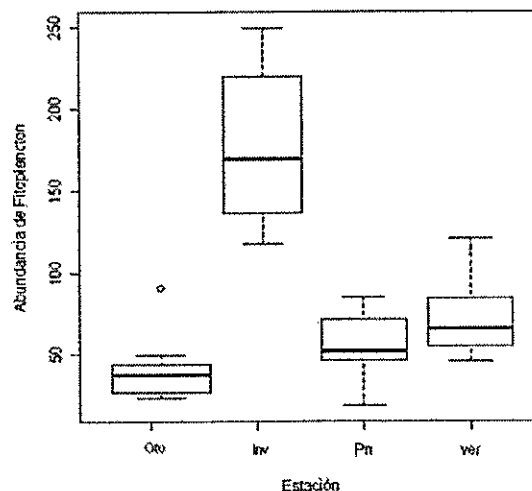


Figura 11. Abundancias de fitoplancton (Ind/mL) para cada estación del año. El asterisco muestra diferencia significativa (ANOVA, significancia $p < 0,05$).

La diversidad de fitoplancton entre la interacción río-lago no presentó diferencias significativas ($p=0,949$), pero si existió diferencias entre las estaciones temporales ($p = 0.001$). Invierno presentó valores significativamente menores a Otoño, Primavera y Verano ($p = 0.026$ respectivamente, $p = 0.000029$, $p = 0.000034$).

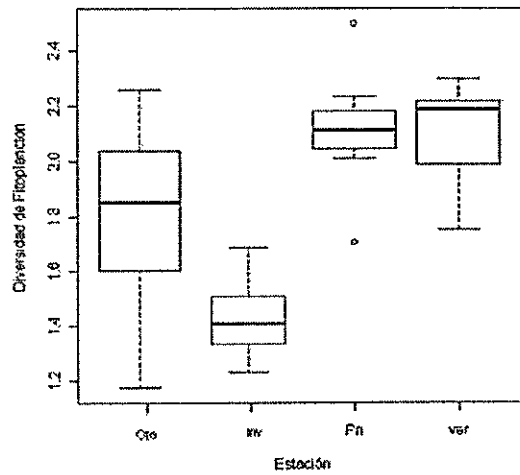


Figura 12. Diversidad de Fitoplancton para cada estación del año.

Además, la riqueza de especies mostró diferencias significativas para los periodos estacionales ($p = 0,001$) (Fig. 13), entre invierno y otoño no se encuentran diferencias significativas, pero son menores y diferentes significativamente a verano y primavera, éstas no muestran diferencias significativas entre ellas. Entre las zonas del lago y zona de río efluente no presentó diferencias significativas para la riqueza del fitoplancton ($p = 0,962$; Tabla 3).

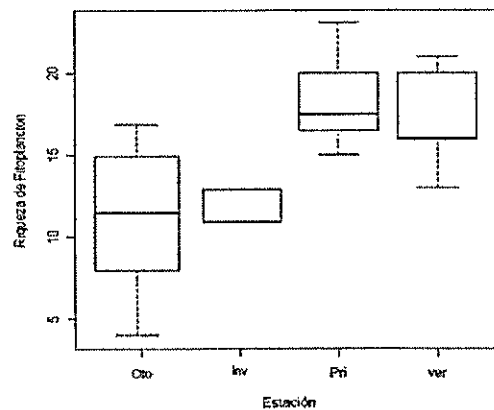


Figura 13 Riqueza de especie Fitoplancton en estaciones del año

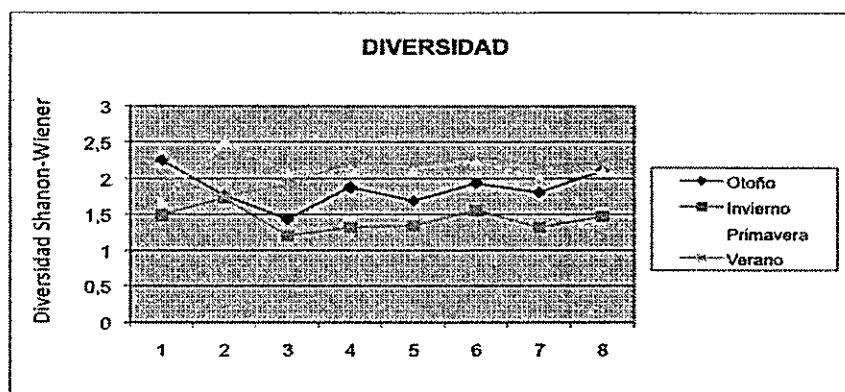


Figura 14. Diversidad (Shannon-Wiener) de fitoplancton en las cuatro estaciones del año para cada punto de muestreo.

Tabla 3. Tabla de Varianza de ANOVA con permutación para las abundancias del fitoplancton. Factor A: Estación del año y Factor B: Lugar Río o Lago

Abundancia						
	Df	MeanSq	F-stat	N.perm	P.param	Pr(>F)
Estación año	3	28E7	26.0E7	999	1.01E-01	0.001
Lugar Río o Lago	1	13.7E6	12E6.	999	2.69E+05	0.247
Interaction	3	5.0E6	0.47	999	7.06E+05	0.707
Residuals	24	10.7E6				

Riqueza						
	Df	MeanSq	F-stat	N.perm	P.param	Pr(>F)
Estación año	3	10.4E9	10.0E9	999	1.8E-4	0.001
Lugar Río o Lago	1	0.033	0.003	999	0.955	0.962
Interaction	3	29.6E7	0.29	999	0.835	0.838
Residuals	24	1.0E8				

Diversidad						
	Df	MeanSq	F-stat	N.perm	P.param	Pr(>F)
Estación año	3	1.0E10	10.0E9	999	1.8E-4	0.001
Lugar Río o Lago	1	0.033	0.003	999	0.955	0.949
Interaction	3	3E8	0.29	999	0.835	0.841
Residuals	24	1.0E9				

Respecto a la abundancia relativa, en la Figura 15 se muestra las especies que aportaban sobre un 5 % de la abundancia total. En otoño se observó que la especie mas abundante fue *Glenodinium sp.*, *Cryptomonas sp.*, *Pyramidomonas sp.* y en menor abundancia *Synedra sp1*, *Chlamidomonas sp1*, y *Cyclotella sp.* En invierno, *Nephroclamys sp.* presentó la mayor abundancia respecto a las Chloroficeas (Fig. 16).

Luego una menor abundancia se observó para *Dictyosphaerium sp.*, *Chlamydomonas sp2*, y *Chlamydomonas sp1*. En primavera existió una disminución de la abundancia relativa de *Nephroclamys sp.*, y aumentó la abundancia relativa de *Pyramidomonas sp.*, *Nitzschia acicularis* y *Cyclotella sp.*; con menor porcentaje aparecieron *Glenodinium sp.* y *Cryptomonas sp.*. La estación de verano presentó mayor abundancia relativa de *Nephroclamys sp.* y luego *Hyalotheca dissilliens*.

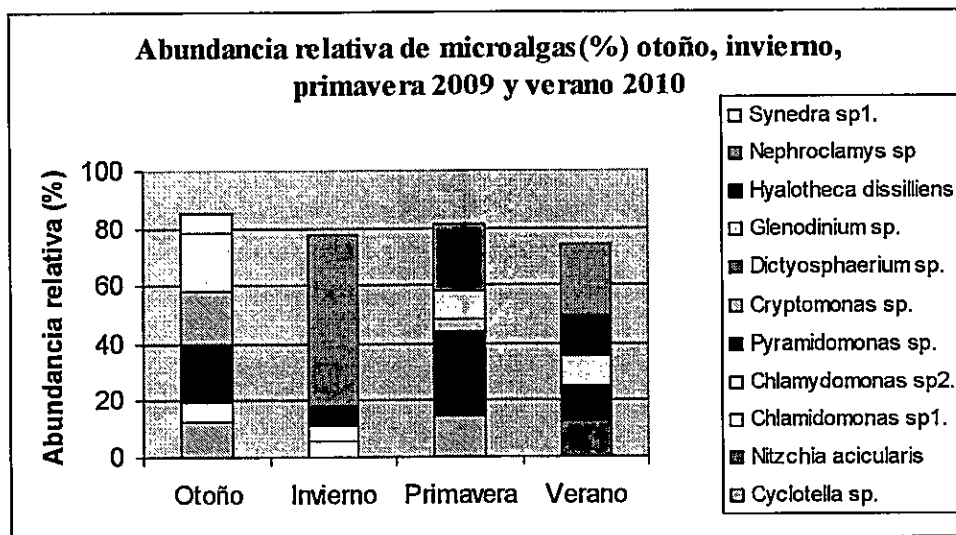


Figura 15. Abundancia relativa de especies de fitoplancton en diferentes épocas del año

La Fig. 16 muestra el Análisis de Correspondencia Canónica para las especies fitoplanctónicas y las variables ambientales. Este análisis capturó una varianza de 45,1% en el primer eje canónico y de 28,2% en el segundo eje, esto indicó que con dos ejes se explica más de la mitad de la dinámica especies – medio ambiente que constituyen el sistema. Se observó que el primer eje posee estrecha y directa relación con el pH, la temperatura, y nutrientes como el nitrógeno. Es importante mencionar la estrecha relación de *Cymatopleura sp.* con el cloro; se observó además que los taxa *Fragilaria sp2*, *Dictyosphaerium sp.*, *Diploneis sp.*, *Tetraedron sp.*, *Nephroclamys sp.* presentaron una relación inversa con los nutrientes y temperatura.

Por su parte, *Hyalotheca dissiliens* se asoció al periodo estival y posee relación inversa con el segundo eje canónico, el cual se asocia a mayores condiciones de nutrientes y conductividad eléctrica. En tanto, *Cocconeis* presentó directa relación con el pH; el dinoflagelado *Peridinium sp.* se asoció directamente al bicarbonato; *Cryptomonas sp.* y *Navicula sp.* se observaron con una tendencia al fósforo. La microalga *Synedra sp.* se asoció a calcio, mientras que el dinoflagelado *Glenodinium sp.*, así como la diatomea *Cyclotella sp.* y la cloroficea *Pyramimonas sp.* presentaron afinidad con el sodio.

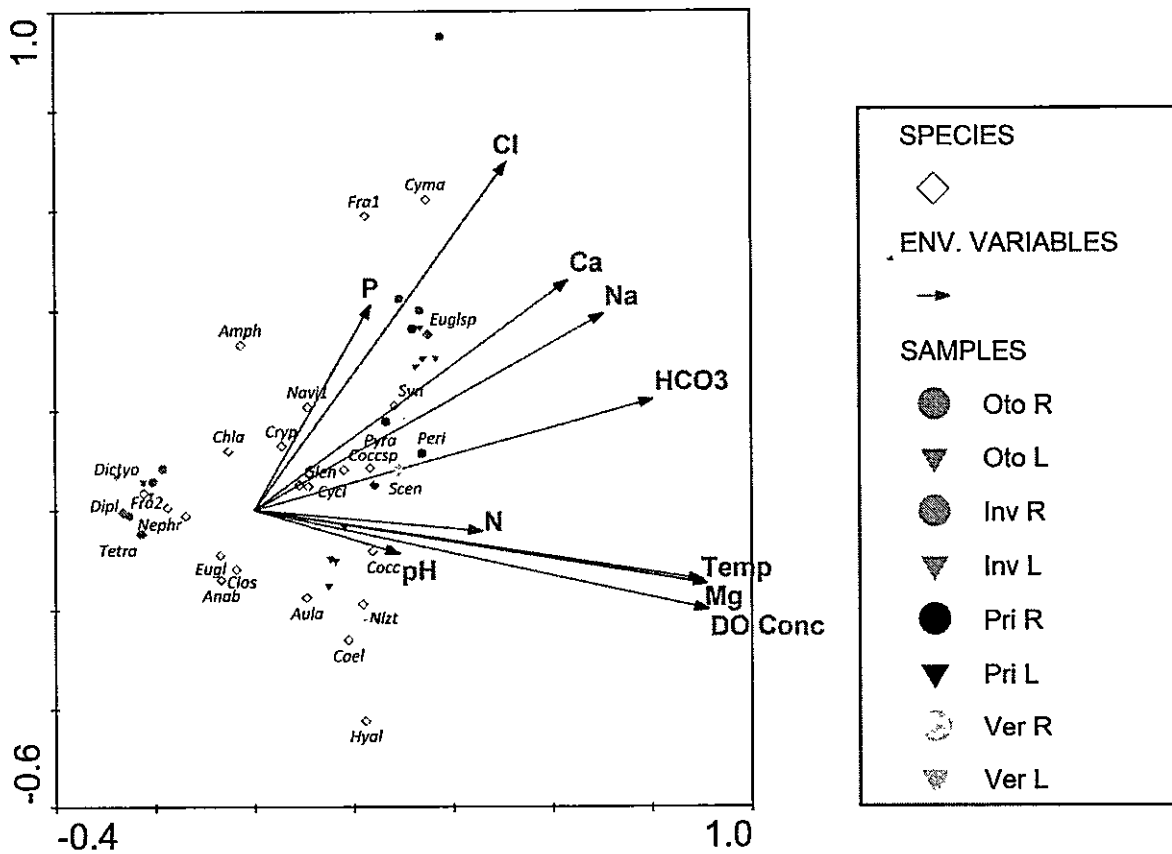


Figura 16. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) para especies fitoplanctónicas en relación a las variables ambientales en el lago Budi. Se muestran los dos principales ejes que explican la mayor varianza acumulada del sistema. La letra "R" indica Zona río efluente y "L" indica zona lago y cada color en la leyenda, indica una estación del año diferente.

Zooplankton. Se consideró analizar el zooplankton pues fue de interés saber si había un efecto de trofia, específicamente de herbivoría del zooplankton sobre el fitoplancton. El ANOVA de dos vías realizado para la abundancia, riqueza mostró la mayor abundancia (Ind/L) de zooplankton en la estación de otoño para la zona de río effluente y una interacción significativa entre los factores ($p = 0,001$). Fig. 17.

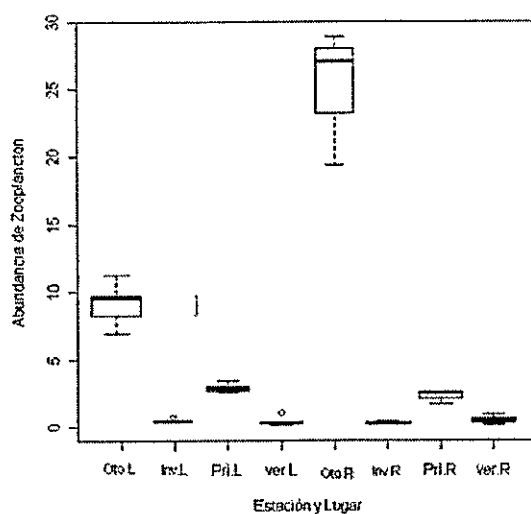


Figura 17. Abundancia de Zooplankton por estación del año y lugar Río (R) o Lago (L)

La riqueza mostró diferencias significativas entre las estaciones ($p = 0,012$), existiendo mayores valores en primavera al ser comparado con verano ($p = 0.025$; Fig. 18).

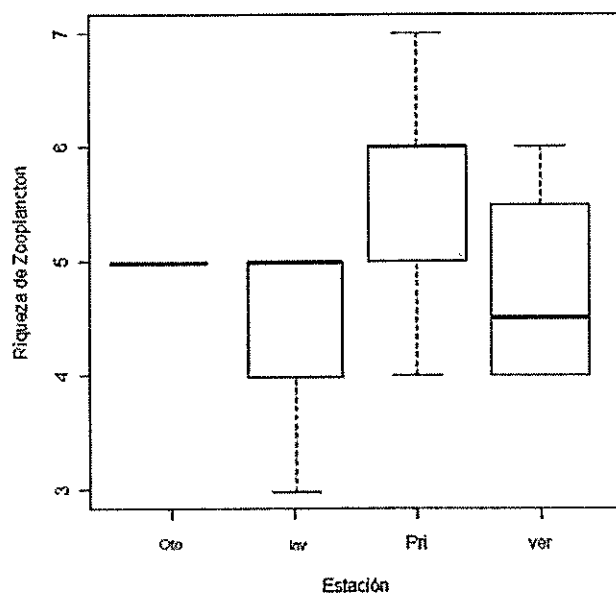


Figura 18. Riqueza de Zooplancton en estaciones de año en el sistema.

La diversidad de especies mostró diferencias significativas entre las estaciones temporales ($p = 0.001$), pero no en zona río efluente-lago ($p > 0.05$). La prueba de Tuckey señaló que el lago en invierno fue diferente a las mismas muestras del lago en otoño, primavera y verano, como también con las estaciones de primavera y verano en el río (Fig. 19).

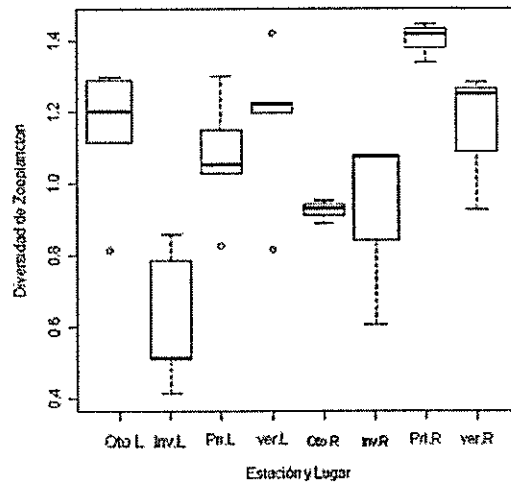


Figura 19. Diversidad de Zooplankton en estación de año y lugar Río (R) o Lago (L)

Tabla 2. Análisis de varianza de dos vías para Zooplankton. Donde GL = grados de libertad, SC = suma de cuadrados, CM = cuadrados medios, F= test F y P = probabilidad. N.perm=Número de permutaciones P param= P parametrico, Pr= P de permutación.

Abundancia						
	GL	SC	F	N.perm	P.param	Pr(>F)
Estación del año	3	27E7	26.0E7	999	1.01E-1	0.001
Lugar Río Lago	1	13.7E6	12.8E6	999	2.69E5	0.247
Interaction	3	5.0E6	0.47	999	7.06E+05	0.707
Residuals	24	10.7E6				

Riqueza						
	GL	SC	F	N.perm	P.param	Pr(>F)
Estación año	3	10.4E8	10.0E9	999	1.8E-4	0.001
Lugar Río o Lago	1	0.033	0.0032	999	0.956	0.962
Interaction	3	29.6E7	0.28	999	0.835	0.838
Residuals	24	1.04E9				

Diversidad						
	GL	SC	F	N.perm	P.param	Pr(>F)
Estación año	3	10.4E9	10.0E9	999	1.8E-4	0.001
Lugar Río o Lago	1	0.033	0.003	999	0.955	0.949
Interaction	3	30E7	0.286	999	0.835	0.841
Residuals	24	1.034E9				

Al realizar un análisis de la abundancia por especie del zooplankton en cada estación del año (Fig. 20), se observó que la abundancia de los rotíferos *Brachionus plicatilis* (Müller, 1786) y *Brachionus angularis* (Gosse, 1851) es mayor en otoño. En invierno disminuye la abundancia del género *Brachionus* y aumentó la abundancia del Cladóceros *Podon polyphemoides* (Leuckart, 1859). En primavera aumentó la especie *Brachionus plicatilis* además del copépodo *Acartia tonsa* (Dana 1849). En verano se observó una baja abundancia de todas las especies de zooplankton, excepto para el cladóceros *Podon polyphemoides* que presentó un aumento en los puntos de muestreo más alejados de la zona río effluente.

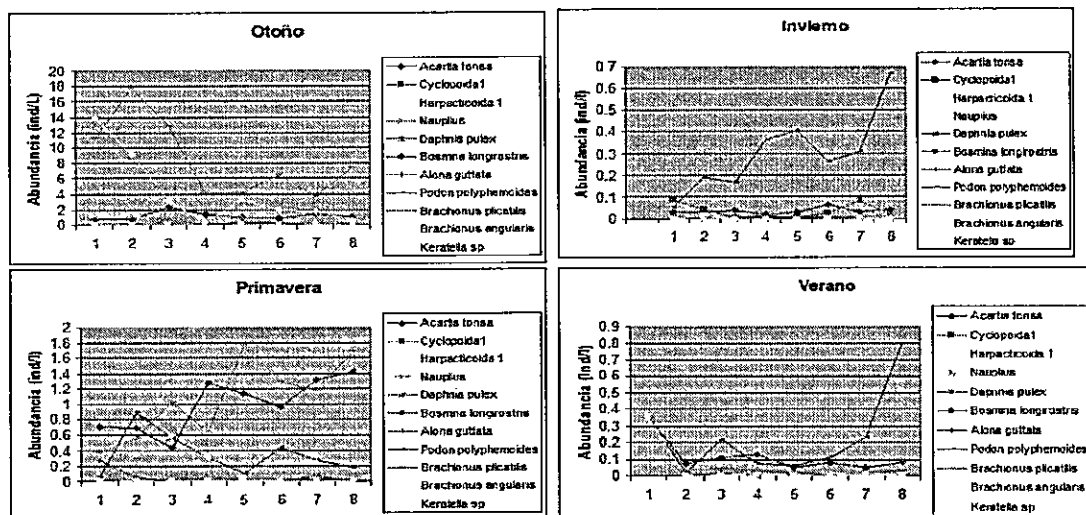


Figura 20. Abundancias del Zooplankton (Ind/L) en cada estación del año. Cada color indica la especie de Zooplankton y el eje X nos muestra cada uno de los puntos de muestra.

Se realizaron gráficos entre abundancias (Fig 21), Gráfico A muestra la relación de *Brachionus plicatilis* v/s Zooplankton, con un $r = 0,907$. El Gráfico B muestra la relación entre abundancia de *Nephroclamys sp* y abundancia de Fitoplancton con un $r = 0,966$. El último Gráfico C muestra log de la Chlorophycea *Nephroclamys sp.* y log del rotífero *Brachionus plicatilis* con un $r = -0,721$

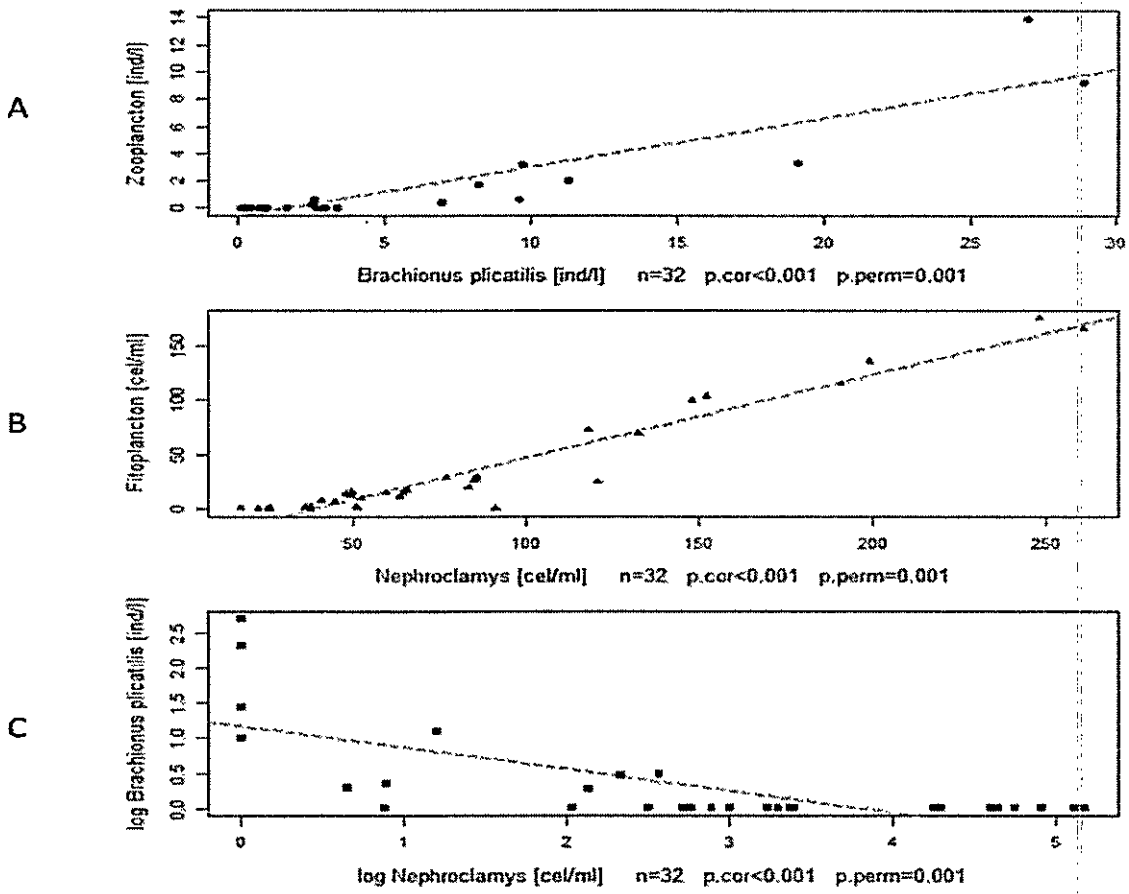


Figura 21. A) Abundancia de *Brachionus plicatilis* (Ind/L) y Zooplancton. (Ind/L) B) Abundancia de *Nephroclamys sp.* (cel/ml) y Fitoplancton (Ind/L) C) Log *Brachionus plicatilis* (Ind/L) y Log *Nephroclamys sp.* (cel/ml)

DISCUSIÓN



Ha sido de interés conocer las respuestas de la biodiversidad planctónica ante el efecto de mayor concentración de cloruro de sodio en el caso de los sistemas costeros como es el Lago Budi. Este lago ha presentado niveles altos de eutrofia, factores que podrían afectar los servicios ecosistémicos que éste brinda. Esto es de importancia considerando la presencia de la población Lafkenche aledaña la cual se sustenta de los servicios del sistema acuático siendo la cuenca del Lago Budi un área de desarrollo indígena, por lo tanto la mantención de la calidad del agua es de importancia.

El Lago Budi con una extensión de 56,2 km² tiene aproximadamente 10 metros de profundidad, y presenta estratificación térmica y salina por efecto de cambios de salinidad al ser abierta la barra de arena que separa su afluente con el mar. La barra permanece unos días abierta y se cierra cuando el lago ha disminuido parte de su volumen, por efecto de mareas ingresa aguas salinas y el lago permanece estratificado por los siguientes cuatro meses hasta mezclarse por completo. A pedido de los habitantes de esta cuenca, se abre la barra de arena aproximadamente dos veces al año cuando la altura del sistema inunda las tierras circundantes (comunicación personal Yarko Niño, Universidad de Chile, 2013). En el año 2006 se realizó dos aperturas en tanto que en el año 2009 sólo una. Las aguas del Lago Budi corresponden a características (mixo-) polihalinas cuyos valores de mayor o menor salinidad varían a lo largo del año en distintos sectores del lago, entre un rango de 7,5⁰/₀₀ a 28⁰/₀₀ de salinidad (Stuardo et al. 1989). Los resultados del estudio mencionado corroboran las mayores concentraciones de iones de cloruro y sodio en el río efluente, y diferencias en concentraciones en los diferentes períodos anuales, como también en diferentes sectores

del lago con conexión periódica al mar. Las características físicas y químicas diagnosticadas como valores de aniones y cationes representados en Diagramas Maucha mostraron que el catión Na^+ y el anión Cl^- fueron los más abundantes y los análisis estadísticos señalaron que existió una diferencia significativa entre las zonas de río efluente y lago en relación al cloruro de sodio, siendo mayor en el río efluente, por lo que se esperaba que hubiese una diferencia significativa en la abundancia, riqueza y diversidad ecológica de fitoplancton, lo cual no presentó diferencias significativas. Si bien los resultados para abundancia, riqueza y diversidad entre zona río efluente y lago no fueron diferentes significativamente, en las estaciones de otoño y verano en la zona río efluente, se encuentra mayor abundancia de Dinophyceae, para luego desaparecer en la zona lago, pero ésta no es estadísticamente significativa.

Sin embargo, los resultados evidencian que las concentraciones de los iones cloruro de sodio presentan variaciones estacionales, detectándose diferencias significativas entre estaciones del año, siendo el periodo de invierno cuando se presentan los valores más bajos de cloruro de sodio. Con respecto a la abundancia del fitoplancton se encontró una diferencia significativa en invierno, posiblemente dado por el aporte de aguas lluvias al sistema, lo que cambia las características físicas y químicas del hábitat acuático en esta temporada. Una posible explicación de por qué no hubo diferencias significativas en abundancia, riqueza y diversidad entre zona río efluente y lago, y si las hubo durante el año, sería, probablemente, porque entre zona río efluente y lago las diferencias de cloruro y sodio son de un promedio de 200mg/L, mientras que la diferencias entre estaciones del año varían entre 1000mg/L de cloruro, provocando estas últimas diferencias una respuesta biológica en la comunidad fitoplanctónica que sí se refleja en los datos estadísticos, señalando diferencias significativas.

El taxón *Nephroclamys sp.*, clase Clorofíceas, contribuyó en mayor porcentaje a la abundancia y en invierno presentó su máximo valor. La diversidad ecológica disminuyó en invierno, dado a una disminución en la riqueza de la especies. Según el estudio de Basualto et al. (2006) realizado en el Lago Budi, la biodiversidad es mayor en período de invierno, mientras que los mayores índices de biodiversidad en este estudio se presentaron en primavera y verano. Existió un aumento en la diversidad ecológica con respecto al estudio del 2006. La riqueza de especies también disminuyó en invierno pero se encontró la especie *Anabaena sp* la cual no fue descrita en las otras estaciones del año. La riqueza de especies encontrada en el presente estudio disminuyó al ser comparada con la información de Basualto et al. (2006). Las menores concentraciones de iones cloruro y sodio sí afectarían significativamente la estructura comunitaria fitoplanctónica, donde la precipitación y el aumento de volumen de la laguna influirían en estos cambios. Esto es mencionado también por Basualto et al. (2006), quien afirma que la reducción de salinidad durante el período de invierno, resultado de un incremento en las precipitaciones y del influjo de agua de los afluentes tributarios, parece ser un factor determinante para la comunidad fitoplanctónica durante este período invernal, y por lo tanto, con una importante influencia en la composición de especies. Son escasos los estudios limnológicos en el Lago Budi, con la excepción del estudio de Basualto (2006). En los lagos costeros Huillinco y Cucao (Villalobos et al. 2003) con características fisicoquímicas similares a las del Lago Budi, se encontró que la Chlorophyceae *Ankistrodesmus mirabilis* (West & G.S. West) especie de agua dulce, presenta mayor abundancia en estos lagos, pero los máximos en abundancia no ocurren en invierno como en el caso de la Chlorophyceae *Nephroclamys sp* en el Lago Budi. Otra referencia es lo que ocurre en la Albufera de Adra en España, Carrillo (et al. 1987) quienes encuentran que el fitoplancton está dominado por Chlorophyceae y en

menor medida por *Dynophyceas*. El resto de los grupos muestran escasa representación específica y numérica y aparecen en situaciones más o menos puntuales del ciclo anual. Acá los máximos de abundancias de *Chlorophyceas* ocurren en primavera, para luego tener otro máximo en Otoño. Esto ocurre en un sistema donde no existe estratificación térmica debido a los fuertes vientos, lo que se asemeja a lo que ocurre en el Lago Budi durante la mayor parte del año. En la Albufera de Valencia en el trabajo de Romo et al. (2008) se encontró que es un lago dominado por *Cyanophyceas*, y en sus fases claras < 10µg/L de clorofila, presentan mayor abundancia de *Chlorophyceas*. Pero en ningún sistema de los revisados se encontró características similares al Lago Budi.

Respecto a otras variables fisico-químicas que podrían afectar la estructura comunitaria de fitoplancton se encontró que no había limitación de nitrógeno, sílice o fósforo, pues no presentan rangos limitantes (Tabla 2). Esto no explicaría la baja abundancia de diatomeas, dado a que el sílice es una limitante en el crecimiento formando una gruesa pared celular en las *Bacilliarophyceas*, y al no estar en rangos limitantes, éstas deberían crecer sin problemas. Lo mismo con los nutrientes que tampoco están en rangos limitantes, por lo que el crecimiento de fitoplancton debería ser abundante, como un lago meso-eutrófico, y esto no ocurre en este lago. El lago Budi es un sistema, mesotrófico para las variables fósforo y clorofila a, y eutróficos para las variables de profundidad de disco de Secchi y Nitrógeno, según referencias de Ryding & Rast (1992).

Se estudió principalmente al grupo de las *Bacillaryophyceas* (diatomeas), ya que son las microalgas de mayor abundancia en los sistemas de aguas continentales (Rivera 2006, Parra & Bicudo 2006) y especialmente en lagos del país en la región geográfica de ubicación del lago Budi (Campos 1983, 1987). Si bien no se observa ninguna tendencia específica destacada entre los géneros que constituyen el ensamble de

microalgas planctónicas, es importante mencionar la estrecha relación que presenta *Cymatopleura sp.* con el cloro y fósforo. Este género se caracteriza por habitar ambientes ricos en nutrientes, y elevada conductividad eléctrica (Díaz & Maidana 2005). Es un género con relativamente pocas especies, pero una se ha encontrado tanto en aguas dulces como salobres (Smith 1950). Las especies del género *Aulacoseira* otra Bacillariophyceae constituyen un importante elemento de los lagos en muchas partes del mundo, y su distribución espacial y temporal es, en parte, dependiente de la duración y extensión de la mezcla vertical (Reynolds et al. 1986). Se ha descrito *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen en sistemas de Chile como el embalse Rapel (Reynolds et al. 1986), Laguna Aculeo, Laguna San Pedro, Lago Lanalhue, Lago Villarrica, Lago Calafquén, Lago Panguipulli, Lago Todos los Santos (Eula 2011) y en los ensambles de los lagos Galletué, Icalma y Laja (Alvial 2008). En el Lago Budi, *A. granulata* se observó en muy baja abundancia. Esto podría deberse a la estratificación por salinidad originada después de la apertura de la barra. Al estar la columna de agua estratificada los inóculos de *A. granulata* no alcanzarían la superficie para iniciar una nueva fase de crecimiento e incrementar la población (Reynolds et al. 1986).

Se observó además que los taxa *Fragilaria sp.*, *Dictyosphaerium sp.*, *Diploneis sp.*, *Tetraedron sp.*, *Nephroclamys sp.* poseen relación inversa con el primer eje del análisis de correspondencia canónica CCA, el cual identificamos que está definido por los nutrientes y temperatura; esto coincide con lo descrito para estos géneros de Bacillariophyceae y Chlorophyceae, los cuales se caracterizan por habitar sistemas poco enriquecidos (Reynolds et al. 2002). Las características de estos organismos relacionadas con las condiciones anteriormente descritas explican su presencia principalmente en invierno (Fig. 16), tanto para zona río efluente y lago. Esto contrasta

con lo mencionado por Cadima et al. (2005) quienes afirman que *Nephroclamys sp.* presenta afinidad por ambientes eutróficos.

Entre las algas Cyanophyceas, la presencia de *Anabaena sp.* en invierno, su bajo crecimiento, y su desaparición en las otras estaciones del año, se podría explicar por las altas concentraciones de NaCl, pero también pueda deberse a las altas concentraciones de nitrógeno en el lago que impiden el crecimiento de algas fijadoras de nitrógeno como *Anabaena sp.* (Pereira et al. 2009). Se debe tomar en cuenta a la hora de generar un plan de manejo que la abertura de la barra de arena y la intrusión salina que lo sigue podría afectar positivamente al lago, dado que las cianofíceas producen toxinas que pueden afectar la fauna así como también a los seres humanos y que han sido citadas en la literatura como poco tolerantes a valores altos de cloruro de sodio (Chauhan et al. 2001, Saygideger & Deniz 2008, Edelman et al. 1967 en Catalán 2010).

En el estudio de Villalobos et al. (2003) se señaló que los lagos Huillinco y Cucao presentaron alta influencia marina, dando como resultado un fuerte gradiente de la distribución vertical de especies, relacionado al gradiente salino, mientras que en los lagos de agua dulce la distribución vertical del fitoplancton es más homogénea. Coincidentemente y a pesar de tener altas concentraciones de nutrientes, Huillinco y Cucao tienen baja densidad y biomasa algal, Esto es similar a la composición y abundancia baja fitoplanctónica del Lago Budi, lo cual podría deberse al gradiente de densidad vertical por la estratificación salina. En el Lago Budi no se observa que haya una sucesión ecológica en la comunidad fitoplanctónica, cuyos cambios podrían estar inhibidos por los cambios de salinidad y estratificación térmica y salina.

Las especies zooplanctónicas encontradas son las típicas escritas para sistemas costeros salinos. Los análisis de zooplancton señalaron mayor abundancia del rotífero *Brachionus plicatilis* (Müller, 1786) en otoño y una disminución de éste en invierno, esto coincidió con la dinámica estacional de *Nephiroclamys sp.* mayoritariamente abundante en invierno. Se podría inferir que hay un efecto de herbivoría por parte del rotífero *B. plicatilis* sobre la Cloroficea *Nephiroclamys sp.* Sin embargo los análisis estadísticos señalaron una correlación negativa alta ($r = -0,721$ y $p = 3,23 \cdot 10^{-6}$).

CONCLUSIÓN

Se rechaza la Hipótesis nula H_0 la cual dice que la estructura comunitaria fitoplanctónica es independiente de las variables físicas y químicas del sistema lacustre, tales como: composición iónica, pH, temperatura y nutrientes. La estructura comunitaria fitoplánctónica se relaciona con variables físicas y químicas del sistema lacustre, tales como: composición iónica, pH, temperatura, y nutrientes, esto se corrobora con los resultados dados por el análisis de correspondencia canónica (ACC).

Se encontró un cambio en la estructura fitoplanctónica estacional, debido al aumento de pluviosidad en invierno, por lo tanto, la disminución de concentración de cloruro de sodio, señala una comunidad fitoplanctónica con características dulceacuícolas; también debido a la entrada de corriente salina desde el mar, la que genera estratificación. Se mantienen las microalgas Chlorophyceas como las dominantes durante todo el año.

A pesar de los altos niveles de eutrofia, no se genera fitoplancton en abundancia, esto podría deberse al efecto de la salinidad, ya que en lagos como Huillinco y Cucao, con características similares ocurre lo mismo, siendo en éstos las diatomeas la clase con mayor riqueza de especies, lo que hace pensar que esta clase tiene más capacidad a adaptarse a condiciones salinas, siendo las especies eurihalinas.

Las cianofíceas fijadoras de N_2 son controladas por la salinidad como lo demuestran Marcarelli (et al. 2006) en un estudio en Great Salt Lake, Utah, USA. Es por esto que se recomienda abrir la barra de arena y permitir la entrada de agua salina al lago, para evitar el crecimiento y controlar las microalgas cianofíceas.

BIBLIOGRAFÍA

ALLAN D., CASTILLO M. (2007) Stream Ecology. Structure and function of running Waters. Ediciones Springer 2nd ed. XIV, 436 p.

ALVIAL I., CRUCES F., ARANEDA A., GROSJEAN M., URRUTIA R. (2008) Estructura comunitaria de diatomeas presentes en los sedimentos superficiales de ocho lagos andinos de Chile central. Diatoms community structure in superficial sediments of eight Andean lakes of Central Chile. Revista Chilena de Historia Natural 81: 83-94

ANTIMÁN, M., MARTÍNEZ, C. (2005) "Grado de antropización, evaluación y modelación matemática del nivel trófico del lago Budi como base para determinar su comportamiento ambiental". Tesis para optar al grado de Licenciado en Recursos Naturales, Licenciado en Ciencias de la Ingeniería. Universidad Católica de Temuco.

APHA, AWWA, WPCF (1992) Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ed. Díaz de Santos, S.A. Madrid. Pag 4-76-4-78

ARAYA J., ZUÑIGA L. (1985) Manual taxonómico de zooplancton lacustre de Chile. Editado por el Instituto de Zoología. Facultad de Ciencias y Dirección de Extensión de la Universidad Austral de Chile. Valdivia.

BASUALTO S, TAPIA J, CRUCES F, BERTRAN C, SCHLATTER R, PEÑA CORTÉS F y HAUENSTEIN E. (2006) The effect of physical and chemical parameters

on the structure and composition of the phytoplankton community of Lake Budi (IX Region, Chile). *Journal of the Chilean Chemistry Society* 51(3): 993-1000

BELTRÁN, J.; GALLEGOS, L.; MALDONADO, M. y PINO, E. (1978) *Geografía del litoral entre Boca Budi y Lobería*. Santiago: Universidad de Chile.

BERTRAN C, VARGAS-CHACOFF V, PEÑA-CORTÉS F, MULSOW S, TAPIA J, HAUENSTEIN E, SCHLATTER R, BRAVO A (2006) Benthic macrofauna of three saline-lake wetlands on the coastal rim of southern Chile. *Ciencia Marina* 32: 589–596.

CADIMA M, FERNANDEZ E, LOPEZ L. (2005) *Algas de Bolivia con énfasis en el Fitoplancton: importancia, Ecología. Aplicaciones y Distribución de Géneros*. Editorial: Centro de Ecología Difusión Simón I. Patiño. Santa Cruz, Bolivia. 396 p.

CAJO J., TER BRAAK (1987) The analysis of vegetation-environment relationship by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69: 69-77.

CAJO J., TER BRAAK (1994) Canonical community ordination. Part I: Basic theory and linear methods. *Ecoscience* 1: 127 – 140.

CAJO J., TER BRAAK & VERDONSCHOT P (1995) Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Science*. 57: 1015 – 1621.